

## **Services des écosystèmes :**

### **Quelques concepts clés pour comprendre de quoi ‘ils parlent’...**

#### **Etude Bibliographique à l’usage des agents d’URSCA**

P. Clouvel, Juin 2011.

L’antériorité des travaux conduits dans les champs disciplinaires de l’écologie et de l’économie se traduit par une abondante production scientifique permettant d’accéder aux ‘représentations du monde’ et aux concepts associés aux Services des Ecosystèmes (ES). L’étude s’adresse à des agronomes dans le cadre d’une approche pluridisciplinaire de l’intensification écologique. Compte-tenu de l’ampleur et de la diversité des contributions au sujet, ne sont présentés ici que les concepts clés et la littérature afférente.

#### *- Un monde anthropisé.*

Du fait de l’explosion de la population mondiale, les activités humaines ont un impact sur l’ensemble des écosystèmes de la planète avec pour conséquence une altération des équilibres sur lesquels repose la vie. La domination humaine sur la biosphère entraîne une modification drastique de la composition, de la structure et de la fonction des écosystèmes, et se traduit par une altération des services écosystémiques i.e. des fonctions utiles à l’espèce humaine (Vitousek et al., 1997 ; Krebs et al., 1999 ; Palmer et al., 2004). Certains de ces services sont essentiels à la survie de l’espèce humaine (régulation du climat, pollinisation etc.) alors que d’autres en améliorent les conditions de vie, à l’exemple de l’esthétique des paysages (Daily, 2000 ; Millenium Ecosystem Assessment, 2003 et 2005).

#### *- Economie et services environnementaux.*

L’inaptitude du marché à prendre en compte les externalités de l’activité humaine vis-à-vis des services écosystémiques (market failure) amène les économistes à proposer un nouveau modèle économique (Gottfried et al., 1996). Ce modèle repose sur la prise en compte d’un capital naturel, les arbres, les minéraux, les écosystèmes, l’atmosphère etc. Les services des écosystèmes consistent alors en ‘un flux de matériel, d’énergie et d’information issu du capital naturel qui se combinent avec les services du capital manufacturé et humain pour produire le bien-être humain’ (Van den Bosch et al., 1998, Van Noordwijk et al. 2004). L’utilisation humaine de ce flux de services peut ou non laisser le capital initial intact (Costanza et al., 1997). La valeur attribuée aux services dépend de l’acteur qui en bénéficie, (i) utilisateur direct (agriculteurs, tourisme, etc.), (ii) utilisateur indirect (le bénéficiaire de services de régulation), (iii) valeurs d’option (l’assurance vis-à-vis du futur), et (iv) valeur non financière (morale, esthétique, culturelle etc.). Les valeurs (ii) et (iii) peuvent dans certains cas faire l’objet d’une rémunération de services, à l’exemple de l’ensablement des réseaux d’irrigation, la réduction des gaz à effet de serre etc. (Hein et al., 2006 ; Brock et al., 2009).

#### *- Diversité, hétérogénéité et services des écosystèmes*

En réaction au constat d’accélération récente du déclin de la biodiversité, de nombreuses expérimentations ont été mises en place en écologie pour caractériser le lien entre service et biodiversité, et ceci en relation avec le niveau trophique. En règle générale, l’augmentation de la biodiversité (richness, evenness) à un niveau trophique augmente la productivité de l’écosystème au même niveau trophique. La diversité végétale (i) s’accompagne d’une augmentation de la biomasse du sol, d’origine végétale et microbienne, avec pour conséquence un rôle sur la régulation de l’érosion dans les couverts forestiers, et (ii) a un effet

positif sur l'activité des décomposeurs ainsi que leur diversité et, associée avec la diversité mycorrhizienne, favorise le stockage des éléments minéraux dans le compartiment plante des écosystèmes. La diversité des producteurs primaires contribue à celle des consommateurs primaires. La diversité végétale a aussi (i) un effet déterminant sur le contrôle des bioagresseurs de même que (ii) sur le contrôle des espèces invasives dont elle affecte l'abondance, la survie, la fertilité et la diversité (Diaz et al., 2005 ; Balvanera et al., 2006).

Un effet de la biodiversité est également rapporté sur la stabilité temporelle des fonctions en lien avec les facteurs (i) endogènes aux écosystèmes et (ii) exogènes, quelque soit le contexte expérimental local vis-à-vis des espèces invasives, et plus irrégulièrement selon les contextes vis-à-vis de la température et de la sécheresse (Tilman, 1996 ; Naeem and Li, 1997; Yachi and Loreau, 1999).

La modification des paysages et la fragmentation des habitats sont les principales causes d'érosion de la biodiversité (Meyer, 1997). L'activité humaine s'accompagne partout d'une restriction de la végétation naturelle au bénéfice des espaces anthropisés, urbains et cultivés. L'analyse des paysages selon une représentation 'island like' est courante dans la littérature, fondée sur la notion de patch d'espaces naturels favorables à la diversité, de connectivité entre patch et de matrice (Haila, 2002). Dans une gamme croissante d'emprise des espaces anthropisés par rapport aux espaces naturels, la fragmentation s'accompagne en général d'une baisse de la connectivité et d'un accroissement des effets de bordure entre les deux espaces (McIntyre and Hobbs, 1999). Toutefois, penser que les paysages modifiés correspondent à une mosaïque de patches et des corridors avec un milieu hostile comme matrice n'a pas de réalité (Vandermeer and Perfecto 2007). En effet, la matrice confère un contexte écologique aux patches, ainsi qu'un habitat et des ressources à certaines espèces. Par ailleurs, certains paysages sont si hétérogènes qu'il est difficile d'établir une délimitation cohérente des patches au sein de la matrice. D'autres encore présentent une matrice structurée de façon similaire à celle d'une végétation naturelle (soft matrix).

Le concept de connectivité prend différentes acceptions selon les auteurs : (i) La connectivité d'habitat correspond à la connexité (connectedness) entre patches d'habitats favorables vis-à-vis d'une espèce donnée ; (ii) la connectivité du paysage correspond à la connexité de la couverture végétale au sein d'un paysage donné et se caractérise par la densité et la complexité des corridors, la distance entre patches et la structure de la matrice : cultures, espaces semi-naturels i.e. les haies, stepping stones (Manning et al., 2006), jachères etc. (Gustafson, 1998); (iii) la connectivité écologique enfin correspond à la connexité des processus écologiques au travers d'échelles multiples, et inclut les relations trophiques, les processus de perturbation et les flux hydro-écologiques.

En pratique la connectivité du paysage est le concept le plus facilement accessible à l'observation. De façon générale, l'accroissement de la connectivité du paysage a des effets favorables sur la conservation comme sur les processus écologiques. Toutefois ce concept ne rend pas complètement compte des services associés à la connectivité d'habitat pour certaines espèces, ni à la connectivité écologique dans le cas des flux hydrologiques ou de la propagation des incendies par exemple (Tscharntke et al., 2005 ; Fischer and Lindenmayer, 2007).

#### *- Agriculture et services écosystémiques*

L'utilisation agricole des terres (land use) se traduit par une hétérogénéité spatiale et temporelle de ressources i.e. d'habitats et de nourriture. L'activité agricole joue un rôle déterminant sur la biodiversité aux échelles locales et régionales et influe par voie de conséquence sur les systèmes complexes impliqués dans les services écosystémiques (Tilman, 1999 ; Clough et al., 2007 ; Thenail et al., 2009). L'exemple des services de pollinisation et de

régulation des ravageurs permet d'illustrer cette complexité et la non-linéarité du lien entre diversité et fonction (Tscharntke et al., 2005).

Du fait de la dépendance d'une fonction vis-à-vis d'un nombre généralement limité d'espèces clés, l'augmentation de la biodiversité ne s'accompagne pas nécessairement d'une amélioration de cette fonction, celle-ci ayant atteint un plateau. En corollaire, la perte d'espèces clés ou complémentaires pour une fonction donnée peut entraîner par une altération drastique de la fonction si celle-ci n'est pas assurée par d'autres espèces (principes de complémentarité et d'identité des espèces). D'autre part, et en raison de la forte interaction entre espèces, des exemples existent d'altération de la fonction liée à l'introduction d'espèces (principe d'idiosyncrasie). La stabilité d'une fonction est d'autant plus forte qu'elle est assurée par plusieurs espèces remplissant un rôle écologique similaire (principe de redondance). La stabilité des fonctions repose également sur les propriétés spatiales et temporelles de connexité (i) d'habitat pour les consommateurs primaires (espaces naturels et semi-naturels) en lien avec l'alternance des conditions climatiques saisonnières, et (ii) d'habitat et de proies vis-à-vis des consommateurs secondaires (parasitoïdes etc.) dont le rayon d'action est généralement inférieur à celui des proies (Perfecto et al. 2004 ; Zavaleta and Hulvey, 2004). La redondance fonctionnelle selon une pluralité d'échelles est considérée comme un aspect important de la résilience des écosystèmes. Enfin, la diversité de réponse à un changement d'environnement de la part d'espèces de même groupe fonctionnel est déterminante pour la résilience des écosystèmes (principe de 'response diversity') (Elmqvist et al., 2003; Lundgerb and Moberg, 2003).

En dehors de quelques exemples, l'écologie des services à l'échelle opérationnelle de paysages réels est un domaine de recherche émergent (Kremen, 2004 ; Kremen, 2005 ; Bianchi et al., 2006). Au niveau de complexité exploré en termes biophysiques dans les travaux d'écologie, conservation, écologie du paysage (Pickett and Cadenasso, 1995) etc., s'ajoute la complexité des organisations humaines responsables des perturbations et sollicitées pour en atténuer les effets aux échelles locales, régionales et globales (Hein et al., 2006 ; Cadenasso et al., 2006 ; Liu et al., 2007).

## References

- Balvanera, P., Pfisterer, A.B., Buchmann, N., He, J.S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D., Schmid, B. (2006). Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* 9: 1146–1156.
- Bianchi, F.J.J.A., Booij, C.J.H., Tscharntke, T. (2006). Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society of London Series B*. 273: 1715-1727.
- Brock, W.A., Kinzig, A.P., Perrings, C. (2009). Modeling the Economics of Biodiversity and Environmental Heterogeneity, *Environmental and Resource Economics*, 46: 43-58.
- Cadenasso, M.L., Pickett, S.T.A., Grove, J.M. (2006). Dimensions of ecosystem complexity: Heterogeneity, connectivity, and history. *Ecological complexity* 3: 1 – 12.
- Clough, Y., A. Kruess, et al. (2007). "Local and landscape factors in differently managed arable fields affect the insect herbivore community of a non-crop plant species. *Journal of Applied Ecology* 44(1): 22-28.
- Costanza, R., d'Arge, R., et al. (1997). The value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. *Nature* 387: 253-260.
- Daily, G. C., T. Soderqvist, et al. (2000). Ecology: the value of nature and the nature of value. *Science* 289: 395-396.
- Diaz, S., Tilman, D., Fargione, J., Chapin, F.S., Dirzo, R., Kitzberger, T. et al. (2005). Biodiversity regulation of ecosystem services. In: *Trends and Conditions* (ed. MA). Island Press, Washington, DC, pp. 279–329.
- Elmqvist, T., Folke, C., Nyström, M., Peterson, G., Bengtsson, J., Walker, B. et al. (2003). Response diversity, ecosystem change, and resilience. *Front. Ecol. Environ.*, 1, 488–494.
- Fischer, J., Lindenmayer, D.B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16: 265-280.
- Gottfried, R., Wear, D., Lee, R. (1996). Institutional solutions to market failure on the landscape scale. *Ecological Economics* 18(2): 133-140.
- Gustafson, E.J. (1998). Quantifying Landscape Spatial Pattern: What Is the State of the Art? *Ecosystems* 1: 143–156.
- Haila, Y. (2002). A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications*, 12, 321–334.
- Hein, L., van Koppen, K., de Groot, R.S., van Ierland, E.C. (2006). Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics* 57: 209–228.
- Krebs, J.R., Wilson, J.D., et al. (1999). The second Silent Spring? *Nature* 400: 611-612.
- Kremen, C., Williams, N.M., Bugg, R.L., Fay, J.P., Thorp, R.W. (2004). The area requirements of an ecosystem service: crop pollination by native bee communities in California. *Ecology Letters* 7: 1109–1119.
- Kremen, C. (2005). Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8: 468–479.
- Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S.R. et al. (2007). Complexity of Coupled Human and Natural Systems. *Science* 317, 1513-1516.
- Lundberg, J., Moberg, F. (2003). Mobile link organisms and ecosystem functioning: implications for ecosystems resilience and management. *Ecosystems* 6:87-98.
- Manning, A.D., Fischer, J., Lindenmayer, D.B. (2006). Scattered trees are keystone structures – Implications for conservation. *Biological conservation* 132 : 311-321.
- Meyer, J. L. (1997). Conserving ecosystem function. *The ecological basis of conservation : Heterogeneity, Ecosystems, and Biodiversity*. S. T. A. Pickett, R. S. Ostfelds, M.

- Shachak and G. E. Likens. Florence (USA), International Thomson Publishing: 136-145.
- Millennium Ecosystem Assessment (2003). *Ecosystems and Human Well-Being: A Framework For Assessment*. Island Press, Washington.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- McIntyre, S., Hobbs, R. (1999) A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. *Conservation Biology*, 13, 1282–1292.
- Naeem, S., Li, S. (1997). Biodiversity enhances ecosystem reliability. *Nature*, 390, 507–509.
- Palmer, M., Bernhardt, E., et al. (2004). Ecology for a crowded planet. *Science* 304: 1251–1252.
- Perfecto, I., Vandermeer, J.H., Bautista, G.L., Nunez, G.I., Greenberg, R., Bichier, P. et al. (2004). Greater predation in shaded coffee farms: the role of resident neotropical birds. *Ecology*, 85, 2677–2681.
- Pickett, S.T.A., Cadenasso, M.L. (1995). Landscape ecology: Spatial heterogeneity in ecological systems. *Science* 269:331–334.
- Thenail, C., Joannon, A., Capitaine, M., Souchère, V., Mignolet, C., Schermann, N., Di Pietro, F., Pons, Y., Gaucherel, C., Viaud, V., Baudry, J. (2009). "The contribution of crop-rotation organization in farms to crop-mosaic patterning at local landscape scales" *Agriculture, Ecosystems and Environment* 131: 207-219.
- Tilman, D. (1996). Biodiversity: population versus ecosystem stability. *Ecology*, 77, 350–363.
- Tilman, D. (1999). Global environmental impacts of agricultural expansion: The need for sustainable and efficient practices. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 96: 5995-6000.
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857–874.
- Vandemeer, J., Perfecto, I. (2007). The agricultural matrix and a future paradigm for conservation. *Conservation Biology*, 21(1): 274-277.
- Van den Bosch, H., Gitari, J.N., Ogaro, V.N., Maobe, S., Vlaming, J. (1998). Monitoring nutrient flows and economic performance in African farming systems (NUTMON). Monitoring nutrient flows and balances in three districts in Kenya. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 71: 63–80.
- Van Noordwijk, M., Poulsen, J.G., Ericksen, P.J. (2004). Quantifying off-site effects of land use change: Filters, flows and fallacies. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 104(1): 19-34.
- Vitousek, P. M., H. A. Mooney, et al. (1997). Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277: 494-499.
- Yachi, S., Loreau, M. (1999). Biodiversity and ecosystem functioning in a fluctuating environment: the insurance hypothesis. *Proc. Natl Acad. Sci. USA*, 96, 1463–1468.
- Zavaleta, E. S. and K. B. Hulvey (2004). Realistic Species Losses Disproportionately Reduce Grassland Resistance to Biological Invaders. *Science* 306(5699): 1175-1177.